

A MIKROKÖRNYEZETI HATÁSOK SZEREPE A FELVEHETŐ NYOMELEM-TARTALMÁNAK ALAKÍTÁSÁBAN

Szalai Zoltán, PhD¹; Varga Imre, PhD²; Balogné di Gléria Mária³; Németh Tibor PhD⁴

¹ MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, tudományos főmunkatárs

² ELTE TTK Szervetlen és Analitikai Kémia Tanszék, egyetemi docens

³ MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Földrajzi Laboratórium vezetője

⁴ MTA Geokémiai Kutatólaboratórium, tudományos munkatárs

1. Bevezetés

Kisebb és nagyobb folyóinkon számos esetben vonultak le megemelkedett nehézfém koncentrációval együtt járó szennyező hullámok. A nehézfém szennyezések sok esetben árhullámokhoz köthetőek, de (főleg kisebb vízfolyásokon) előfordultak kifejezetten közepes (esetleg kis) vízálláshoz, illetve vízhozamhoz köthető szennyezések is. A vízhez, mint transzmissziós közeghez köthető szennyezések esetében a nehézfémek többféle fizikai és formában lehetnek jelen. Az ártérre kikerülő nehézfémek térbeli eloszlása, valamint felhalmozódásuk mértéke a vízállásnak, a szennyezőanyagok fizikai és kémiai formáinak, legvégül pedig az árterek térszerkezetének a függvénye. A nehézfémek által okozott környezeti kockázatot azonban nem önmagában e toxikus hatású elemek abszolút mennyisége jelenti, hanem azok „elérhetősége”. (Elérhetőség alatt ez esetben a fémek remobilizációját és felvehetőségét („bio-elérhetősége”) értjük. Jelen publikációnkban két nagyobb folyónk árterei példáján kíséreltük meg a Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb és a Zn elérhetőségében mutatkozó különbségek okait feltárni.

2. Anyag és módszer

Kutatásunkhoz három Duna menti és két Tisza menti mintaterületet jelöltünk ki. A Duna menti mintaterületek Tát, Budafok-Háros és Szigetújfalu, a Tisza mentiek Tiszabábolna és Tisasüly mellett lettek kijelölve. A mintavételezésnél a vizsgálati területekre jellemző összes morfológiai és növényzeti egységhez mintavételi pontot rendeltünk. A mintavételi pontokból árhullámok levonulása előtt és után is telített állapotú talajmintákat gyűjtöttünk. A talajmintákat üledéktani jellemzőinek meghatározása a szemcseösszetétel meghatározása, a kémhatás, a szénsavas mész és a szerves anyag tartalom mérése foglalta magába. A talajminták pH_{dvíz}-ját *Radelkis OP-265/1* készülékkel, a szervesanyag tartalmat kolorimetriás eljárással, a CaCO₃-tartalmat pedig (1 g légszáraz mintából) Scheibler-féle kalciméterrel mértük. A szemcseösszetétel kilenc frakcióját ún. „pipettás” eljárással határoztuk meg, a minták „Nemzetközi A” eljárás szerinti előkészítése után. A talaj és üledékminták finom frakcióinak ásványos összetételét a röntgendiffrakciós eljárással azonosítottuk.

A begyűjtött talajmintákból 10 cm³-nyit elkülönítve 3000 fordulat/perc fordulatszámon 60 percen keresztül centrifugáltuk. A kinyert vízmintákat nagy tisztaságú salétromsav hozzáadásával pH 2 kémhatáson konzerváltuk. A mikroanalitikai elemzésre szánt talajminták fennmaradó részét légszáraz állapotig szárítottuk, majd a Lakanen-Erviö féle feltérési módszerrel, valamint „salétromsav-hidrogénperoxid” feltérési módszerrel kezeltük.

Az előkészített talaj és vízmintákból *Zeiss AAS-30* típusú grafitkemencés atomabszorpciós spektrofotométerrel és *Plasmalab* típusú ICP AES –sel határoztuk meg az alábbi elemeket. Főelemek: Al, Fe, Mn. Mikroelemek: Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn.

A begyűjtött mintákat a tényleges koncentrációkon túl „relatív felvehető elemtartalom”-mal, a „relatív elérhető elemtartalom”-mal és a „relatív oldhatósággal” jellemeztük. A relatív felvehető elemtartalom a Lakanen-Erviö féle extrakcióval kapott koncentráció és a teljes elemtartalom hányadosa, a elemtartalma alapján osztályoztuk. relatív elérhető elemtartalom a

gyökérzónából kivont talajoldatból mérhető elemkoncentrációk és a Lakanen-Erviö féle extrakcióval kapott koncentráció hányadosa, a relatív oldhatóság pedig a centrifugálással kinyerhető talajoldat és a teljes elemtartalom hányadosa. A mintavételi helyeket a fent említett három mérőszám alapján hierarchikus klaszterezési eljárással osztályoztuk. Az osztályozás alapjául a kiindulási mátrixot (sorokban a mintavételi helyek, oszlopokban a vizsgált fémek vonatkozó mérőszámai) terjedelem alapján standardizáltuk, majd a Syntax 2000 sokváltozós adatfeldolgozó szoftverrel (Podani, 2000) teljes lánc eljárással osztályoztuk.

3. Eredmények

3.1. A teljes és az elérhető elemtartalom megoszlása a dunai és a tiszai árterek között

A dunai és tiszai öntések nemcsak ásványos összetételükben, hanem a töménysavas roncsolással kioldható (teljes) elemtartalom és az elérhető elemtartalom tekintetében is különböznek egymástól. A főelemek közül az alumínium általában a dunai, a vas és a mangán tiszai öntésekben van jelen nagyobb mennyiségben. A tiszai adatok szórásai a dunaiénál magasabbak. A króm és az ólom kivételével a vizsgált nyomelemek is a tiszai öntésekben vannak jelen magasabb koncentrációban. A nyomelemek koncentrációinak szórása szintén a tiszai mintáknál magasabbak (1. ábra).

A felvehető elemtartalmak a főelemek esetében hasonló megoszlást mutatnak, mint a teljes elemtartalmak. A dunai öntések magasabb elérhető alumínium tartalma, a teljes elemtartalommal ellentétben, magasabb szórást eredményeztek. A vas és a mangán elérhető elemtartalma és szórása a teljes elemtartalomhoz hasonló megoszlást mutat. A nyomelemek közül, az ólom kivételével szintén minden elem a tiszai öntésekben van jelen magasabb mennyiségben (2. ábra).

3.2. Nehézfémek térbeli eloszlásának törvényszerűségei ártereken

A nehézfémek térbeli eloszlása három nagy tényezőcsoport függvénye. A sorban legelsőként a vízállást (ill. a vízhozamot) kell említenünk. Az árterekre legnagyobb mennyiségben árhullámokhoz köthető szennyezések idején jutnak ki nehézfémek. Ilyen események voltak a 2000-ben a Tiszán levonult nehézfém-szennyezések is. Azóta a Tisza árterein végzett fúrások eredményeként, különböző mélységekben, több a 2000. évben lerakódott üledékekhez hasonló, sőt magasabb nehézfém tartalmú réteget sikerült kimutatni. Ezek a rétegek feltehetőleg korábbi nehézfém szennyezések tanúi. Az árhullámok idején, a fizikai tekintetben részecske mérettartományba tartozó nehézfémek is az árterekre jutnak. Azoknál a nagyvízi helyzeteknél, melyeknél a folyóvíz nem lép ki a mederből, már csak oldott, esetleg kolloid tartományba tartozó nehézfém juthat az ártéri rendszerekbe. Az oldott és kolloid állapotú elemek, a részecske állapotúaktól eltérően, nem a felszínen, hanem már elsődlegesen is a felszín alatti rétegekben halmozódhatnak fel.

A nehézfémek (minden más környezeti elemhez hasonlóan) nem egyenletesen oszlanak el az ártereken. A felhalmozódási zónák a domborzat és a növényzeti mintázatok eredőjeként alakulnak ki. Domború ártereken a legjelentősebb felhalmozódási területekhez a folyóhátak és a bokorfüzesek folyó felőli oldalai tartoznak. Amennyiben a partvonal a medertől a gátakig fokozatosan emelkednek, úgy e zóna a bokorfüzesekhez kapcsolódik. A hullámtér alakjának és a növényzet szerkezetének nemcsak a teljes kioldható koncentrációkra van hatása, hanem a koncentrációmaximumoknak a szemcsetartományokon belüli eloszlására is. E különbségeket jól reprezentálja a Tiszabábolna közelében felvett transztek üledékeiből végzett mérések. Az 1. transzekt fokozatosan emelkedő mederprofilú transzekt, míg a második transzektet egy enyhe folyóhát harántolja.

Zn (ppm \ mm)	<0.005	0.005-0.01	0.01-0.02	0.02-0.05	0.05<
1. transzekt	87	299	422	307	63
2. transzekt	166	332	399	474	152

1. táblázat: A cink szemcsetartományonkénti megoszlása

Mivel a második transzektben a vegetáció is igen dús, így a viszonylag nagyobb szemcseméretű üledék már a meder közelében kiülededett. Az első transzекtnél a folyóhát hiányzik, így az ugyanazon szemcseméretű üledék a medertől távolabb ülededett ki. A hullámterek eltérő alakjának köszönhetően a két transzekt mentén eltérés mutatkozik a szemcsefrakciókhoz kötődő koncentrációmaximumok tekintetében is. A második transzekt öntésiben a vizsgált elemek közül a cink leginkább a finom homok, míg az első transzekt öntéseinél pedig az iszap 2 és a közetliszt tartományokban mutat koncentrációmaximumot. A mélyebb rétegben a cink eloszlás ugyanezt a sémát követi, azzal a különbséggel, hogy a különbségek a mederfal üledékében még jelentősebbek (1. táblázat).

Cu (ppm \ mm)	<0.005	0.005-0.01	0.01-0.02	0.02-0.05	0.05<
1. transzekt	31	97	86	72	17
2. transzekt	29	94	108	103	36

2. táblázat: A réz szemcsetartományonkénti megoszlása

A másik eloszlási típust a réz képviseli, amely a cinkkel ellentétben inkább a finomabb iszapfrakciókhoz köthető (2. táblázat). Bár az 1. transzektben az adott mintákat vizsgálva tényleg magasabb koncentrációk mérhetők, mint a 2.-ban, de ha szemcse méret tartományonként vizsgáljuk, akkor a szennyező-forráshoz közelebb magasabb koncentrációk mérhetők azokban a frakciókban, amelyekhez a koncentrációmaximumok tartoznak. Ez a jelenség pedig feltételezhetően annak köszönhetően jön létre, hogy áradás során a hordalék többször is áthalmozódik és ennek köszönhetően a korábbi öntések anyagával is keveredik.

A vizsgált elemek közül harmadik példának a kadmium szemcsetartományonkénti megoszlását mutatjuk be, mivel a szakirodalmi adatokkal ellentétben e fém eloszlása a nem a cinkkel, hanem a rézével egyezik meg. A szemcsetartományonkénti megoszláson kívül ugyanez a megállapítás érvényes a két transzekt közötti nyomelem összetétel megoszlásokra is.

Cd (ppm \ mm)	<0.005	0.005-0.01	0.01-0.02	0.02-0.05	0.05<
1. transzekt	1.02	2.91	2.162	1.463	0.623
2. transzekt	0.008	1.766	4.75	2.728	0.992

3. táblázat: A kadmium szemcsetartományonkénti megoszlása

3.2. A nehézfémek felvehetőségének különbségei a Duna és a Tisza öntései között

A nehézfémek felvehetősége azok fizikai és kémia formájának, az öntések ásványos karakterisztikájának, a faji jellegzetességeknél és a termőhelyi adottságoknak a függvénye. Ezt a bonyolult rendszert első megközelítésben a Lakanen-Erviö féle extrakciós módszerrel modelleztük. A dunai és a tiszai öntések között jellegzetes különbségeket tapasztaltunk. Az öntések ásványos sajátosságainak köszönhetően a savanyú tiszai öntésekben a nehézfémek elérhetősége (azaz a felvehető elemtartalomnak a teljes elemtartalomhoz viszonyított aránya)

magasabb, mint a meszes dunai öntésekben. A Tisza menti mintaterületek esetében a főelemek elérhetősége a teljes (kioldható) elemtartalom növekedésével csökkent, bár az elméleti elérhetőség két alapadatsora közötti korrelációs koefficiens 0.5 alatt maradt. A csökkenő elérhetőség a vas ásványos állapotával van összefüggésben. Az öntések magasabb vastartalma az üledék vas(-mangán) „szepülőzöttségével” van összefüggésben. A magasabb „összes” vastartalom a vas-mangán szepülők formájában jelenik meg, amely a növények számára „elérhetetlen” vas forrást jelent. A dunai öntésekben számos nyomelem (Cd, Co, Cr, Ni, Pb) elérhetősége szintén az öntés vas-mangán szepülőzöttségének a függvénye. A tiszai öntésekben az elérhetőség a teljes elemtartalom függvényében alakul. Azok nyomelemek (Cr, Cu, Zn), melyek a szennyezések idején magas koncentrációban voltak jelen a Tisza által szállított lebegtetett hordalékban, a teljes elemtartalom emelkedésével együtt csökken a relatív elérhetőségük (3. ábra). Azoknak a nyomelemeknek (Ba, Co), melyeknek koncentrációi a természetes geokémiai háttérnek felelnek meg, a teljes elemtartalom növekedésével növekedik a relatív elérhetőségük (4. ábra).

A két öntéstípus közötti különbség annak köszönhető, hogy a vizsgált tiszai öntések megemelkedett elemtartalma legnagyobbbrészt a nehézfém szennyezések idején kiülepedett magas nehézfém tartalmú részecskéknek köszönhető, míg a dunai öntésekben a magas nehézfém koncentrációk az erősen vas-mangán szepülőzött üledékekhez köthetők.

3.3. Mikrokörnyezeti különbségek az öntések felvehető nyomelem-tartalmában

Mintavételi helyeinket a begyűjtött minták relatív felvehető elemtartalma, relatív elérhető elemtartalma és relatív oldható elemtartalma alapján osztályoztuk. Amennyiben a mintavételi helyeket a relatív felvehető elemtartalom alapján osztályozzuk (5. ábra), akkor a dunai pontok között nagyobb különbségeket kapunk, mint a tiszai és a dunai mintavételi helyek között vannak. A dunai mintavételi pontok közül a magasabban fekvő magasártéri holtmedrek üledékei mutatnak a tiszai öntésekkel a legnagyobb hasonlóságot. A tiszai mintavételi helyek a szerint alkotnak csoportokat, hogy a 2000. évi nehézfém szennyezés idején akkumulációs térszínként szerepeltek-e.

Amennyiben a relatív elérhető elemtartalom alapján osztályozzuk mintavételi helyeinket, akkor a dunai és a tiszai pontok kisebb csoportjai egymással keverten alkotnak nagyobb egységeket. A szennyezés által kevésbé érintett tiszai pontok elsősorban a kevésbé szepülőzött magasártéri pontokkal alkotnak egységeket, míg tiszai akkumulációs térszínek a víz által jobban átjárt, vas-mangán szepülőzöttebb alacsonyabb térszínekkel mutatnak hasonlóságot. A dunai kisebb csoportokon belüli különbségek a vegetáció szerkezetében is jelentkező eltérésekkel esnek egybe (6. ábra).

Amennyiben a relatív oldhatóságot vesszük az osztályozás alapjául, úgy a dunai és a tiszai mintavételi pontok két teljesen elkülönült csoportot alkotnak (7. ábra). Eredményeink alapján ez az a mutató, amely a két öntéstípus között az ásványos különbségeket leginkább kiemeli. A dunai csoporton belül a geomorfológiai helyzet és a vegetáció szerkezet jelenti az alcsoportok közötti rendező elvet. A tiszai alcsoportok egymástól való elhatárolódása ez esetben a geomorfológiai és a földrajzi helyzetben megmutatkozó különbségek mentén figyelhető meg.

4. Következtetések

A toxikus hatású nehézfémek elérhetőségei a Duna és a Tisza ártereinek öntései között jelentősen eltérnek egymástól. Ez a különbség több természeti tényező együttes hatásának eredménye. E tényezők között a legjelentősebb eltérés az öntések ásványos tulajdonságaiban mutatkozik meg. Ez a különbség bizonyos dunai és tiszai minták között mégsem eredményez jelentős elérhetőségbeli különbséget. Ez a jelenség alapvetően három okra vezethető vissza:

1. A nehézfémzennyezések idején a Tisza árterein kiülepedett részecskékről (-ből) a nehézfémek kevésbé tudnak deszorbeálni, mint a Tiszára jellemző öntések savanyú öntéseiről. A szennyezések során kiülepedett üledékek, ezért a nehézfémeket jobban adszorbeáló meszes öntésekhez válnak hasonlatossá.
2. A vas-mangán szeplőkben adszorbeálódott és koprecipitált nehézfémek csekély elérhetősége miatt, az erősen szeplőzött dunai öntések a Tiszai árterek akkumulációs térszínein kiülepedett anyaggal hasonlatos oldékonyságúak.
3. Az árterek hasonló alakja hasonló módon frakcionálhatja a kiülepedő üledéket, ami alkalmanként a két ártéri környezettípusok közötti különbségek elmosódásához vezethet.

A két öntés típus között, a nehézfémek koncentrációk eltérő tartományain túl, csak a bennük jelen levő talajoldat koncentráció viszonyai (relatív oldékonyság) alapján fedezhetünk fel különbségeket. A regionálisan elkülönülő főcsoportokon túl a mintavételi pontok a mikrodomborzat és a vegetáció által meghatározott helyi mikrokörnyezettípusoknak megfelelően különülnek el. A növényi gyökérzónából kinyert talajoldat és a Lakanen Erviö-féle extrakció (relatív elérhetőség) a regionális különbségek elmosódnak, a helyi különbségek azonban megmaradnak, aminek okait már az előbbiekben tárgyaltuk.

Munkánk végső céljának a potenciális környezeti kockázatot jelentő nehézfémek elérhetőségének ökotóponkénti megismerését tekintjük. Ehhez az eddigi mintavételi sűrűség nem elegendő. A közeljövőben ennek sűrítésével remélhetőleg ilyen bontásban is pontosabb információkkal rendelkezhetünk.

5. Köszönetnyilvánítás

A kutatás az OTKA T38122 témaszámú tematikus pályázat és a Környezetvédelmi Célap K-36-02-00105H számú projektjének támogatásával valósult meg.

IRODALOM

- **Brinkmann, W.L.F.:** 1989. Geo-Ecologic Environment of a River Main Floodplain Sediment Profile: A Micro Scale Study, *GeoJournal*, 19. pp. 15-26.
- **Podani J.:** 1997. Bevezetés a többváltozós biológiai adafeltárás rejtelseibe. Scientia, Budapest. 412 p.
- **Rivetta, A., Negrini, N., Cocucci, M. 1997.** Involvement of Ca^{2+} -calmodulin in Cd^{2+} toxicity during the early phases of radish (*Raphanus sativus*) seed germination. *Plant Cell Environment*, 20. pp. 600-608.
- **Szalai Z.:** 1998. Trace metal pollution and microtopography in a floodplain. *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria*, 110. pp. 75-78